

Forum



Sociedade
Brasileira de
Mastozoologia



¿CUÁNTOS GUANACOS HAY EN LA PATAGONIA?

Adrián Schiavini^{1,2,3,4}, Alejandro González⁵ y Andrés Rey⁶

¹CONICET. Centro Austral de Investigaciones Científicas, Ushuaia, Argentina. [Correspondence: A. Schiavini <aschiavini@conicet.gov.ar>].

²Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional de Tierra del Fuego Antártida e Islas del Atlántico Sur, Ushuaia, Argentina. ³Wildlife Conservation Society Representación Argentina. Buenos Aires, Argentina. ⁴Grupo de Especialistas en Camélidos Sudamericanos (GECS SSC IUCN). ⁵Dirección de Ecosistemas Terrestres, Centro de Ecología Aplicada del Neuquén (CEAN), Junín de los Andes, Argentina. ⁶Gral. Roca 869, San Martín de los Andes, Argentina.

Citar como: Schiavini, A., A. González y A. Rey. 2025. ¿Cuántos guanacos hay en la Patagonia?. Mastozoología Neotropical, 32(1):e01133. <https://doi.org/10.31687/saremMN.25.32.01.03.e1133>

“Hay dos áreas importantes en las que el pensamiento científico difiere del pensamiento cotidiano: la selección de una muestra aleatoria o insesgada y la elección de un control experimental apropiado.”

Fryxell et al. (2014)

¿DEMASIADOS GUANACOS EN LA PATAGONIA?

Los conflictos entre el ser humano y la fauna silvestre emergen cuando la presencia o el comportamiento de la fauna genera amenazas directas y recurrentes, reales o percibidas, a los intereses o necesidades humanas. Esto conduce a impactos negativos en las personas y/o en la fauna, a desacuerdos entre sectores de interés y, eventualmente, a represalias contra las especies involucradas (UICN 2020). En Argentina, diversos conflictos con la fauna silvestre provienen de los intereses de la actividad pecuaria, involucrando la predación por carnívoros, como el puma (*Puma concolor*) y el zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), y la competencia por el forraje con herbívoros como el guanaco (*Lama guanicoe*) (Funes et al. 2006; Novaro et al. 2017; Guerisoli et al. 2021; Carmanchahi et al. 2022). Como solución, algunos sectores proponen recurrentemente la reducción de la abundancia de las especies silvestres involucradas en la interacción, bajo el argumento de la existencia de una relación lineal y directa entre su abundancia poblacional y el grado de conflicto.

Previo a la introducción del ganado doméstico, el guanaco habría alcanzado en Sudamérica “probable-

mente números en las decenas de millones” (Raedeke 1979). Durante los siglos XIX y XX, su abundancia y distribución se retrajeron, principalmente a causa de la cacería excesiva, la competencia interespecífica con el ganado y la degradación de su hábitat por el sobrepastoreo ovino (Baldi et al. 2010). Actualmente, el guanaco ocupa el 40 % de su distribución histórica (Franklin et al. 1997), principalmente en la Patagonia argentina.

En las últimas décadas, diversos factores han reducido la actividad ganadera en la Patagonia. En 1991, la erupción del volcán Hudson interrumpió la actividad pecuaria en gran parte de la región, provocando la pérdida de más de un millón de cabezas de ganado y la disminución de las pasturas (Wilson et al. 2011). La ganadería extensiva en Patagonia también fue afectada por otros factores como las oscilaciones en los precios de la carne y lana, la menor disponibilidad de mano de obra calificada, la concentración de la población humana en núcleos urbanos, el robo de ganado y las limitaciones impuestas por países compradores para adquirir productos provenientes de ganadería realizada sobre tierras deforestadas o que no contemplan aspectos de bienestar animal. En este escenario, la recuperación del ambiente derivó en un aumento, aunque parcial y heterogéneo, del número de guanacos y de sus predadores, como el puma y el zorro colorado. Cuando a principios del siglo XXI retornaron las condiciones para que se restablezca la actividad pecuaria, lo hizo en un paisaje con un ensamble de mamíferos más similar al que existía antes de la presencia extensiva de ganado, pero

con una menor disponibilidad de pasturas tras 100 años de sobrepastoreo, y en un contexto de cambio climático, con inviernos más suaves e incrementos en la temperatura media y en la frecuencia e intensidad de vientos. A esto se suma que las áreas protegidas y las áreas donde se retiró el ganado pueden generar un mosaico de refugios para la fauna silvestre, permitiendo que los animales se desplacen entre esas áreas y los campos productivos vecinos (Pereira et al. 2020), aumentando la percepción negativa de los productores hacia estas especies.

En la actualidad existen visiones contrastantes acerca del impacto del guanaco en los pastizales patagónicos y de su competencia con el ganado doméstico. Una visión, representada por Oliva et al. (2019), entiende que el pastoreo en los pastizales patagónicos está cercano a la capacidad de carga gracias a décadas de ajuste del número de cabezas de ganado doméstico, mientras que la “sobrepoblación” de guanacos habría alterado ese “equilibrio”. Entonces, a menos que se controle el número de guanacos, se reducirá el forraje disponible para el ganado y se afectará negativamente a los pastizales, reduciendo o aun haciendo desaparecer a la ganadería ovina. Así, en un paisaje donde la ganadería extensiva fue la actividad productiva dominante durante más de 100 años, el guanaco, que habita la región hace más de 10.000 años, es apuntado recurrentemente como una amenaza para la producción animal y como especie dañina. En oposición, la visión representada, por ejemplo, por Marino et al. (2020) postula que inferir erróneamente que el stock ovino patagónico se ajusta a la capacidad de carga, ayudaría a consolidar el actual sobrepastoreo, al reducir incentivos para mejorar las prácticas de manejo del ganado. En ese escenario, el control poblacional del guanaco, sin una justificación clara, amenazaría tanto la viabilidad de poblaciones locales como intentos genuinos de diversificación productiva, intentos financiados inclusive por el Estado. El análisis sobre la sostenibilidad de la herbivoría silvestre y doméstica, excede los objetivos de este trabajo. Sin embargo, para analizar la relación entre los herbívoros y el ambiente, es imprescindible tener estimaciones de la abundancia de guanacos, consensuadas por todos los actores involucrados y a escalas relevantes, que permitan planificar su manejo y el del ganado, y evaluar resultados de futuras decisiones.

En Argentina se elaboraron dos planes nacionales de manejo del guanaco. El primero, del 2006, fue acordado por autoridades nacionales y provinciales, científicos y ONGs, pero con mínima participación de los ganaderos patagónicos (Nugent et al. 2006).

A pesar de ser un plan sólido y con base científica, la incipiente recuperación del guanaco y la idea de una sobrepoblación, así como la escasa participación del sector ganadero, intensificó el conflicto con el sector. El segundo plan, del 2019, no consideró la experiencia científica, los conflictos socioeconómicos subyacentes o la heterogeneidad de las poblaciones de guanacos, y exacerbó los conflictos preexistentes (Lichtenstein et al. 2022).

En este escrito discutimos cómo se sustenta la idea de la abundancia “excesiva” de guanacos en la Patagonia, a partir de los conceptos y metodologías de los estudios de abundancia poblacional de animales silvestres. Incluimos un análisis de aspectos que han sido repetidamente desatendidos por las autoridades de aplicación con incumbencia en fauna silvestre, destacando la importancia de la calidad de los estudios poblacionales para el manejo de la fauna silvestre. En primer lugar, analizamos los requerimientos, supuestos y limitaciones de las estimaciones de abundancia. En segundo lugar, analizamos las dos evaluaciones regionales disponibles para Patagonia. En adelante, las palabras seguidas de un asterisco (*) refieren a un glosario elaborado a fin de clarificar dichos términos.

¿CÓMO SE EVALÚA LA ABUNDANCIA DE LOS ANIMALES SILVESTRES?

La abundancia poblacional es una variable de estado fundamental en estudios ecológicos y su estimación es el primer paso imprescindible para la planificación, la implementación y el seguimiento del manejo de especies silvestres, ya sea que el objetivo fuera incrementar la población, hacerla decrecer, cosecharla en forma sostenida o que se “la deje tranquila, pero con un ojo encima” (Fryxell et al. 2014). En las estimaciones de abundancia se reconoce a los procesos que generan los datos en términos de dos modelos: (Borchers et al. 2002), el modelo de estado (*) y el modelo de observación (*). Esto proporciona un marco teórico común y permite considerar muchos métodos de estimación diferentes como variantes del mismo tema básico. No todos los estudios de abundancia pueden reflejar los cambios poblacionales relacionados con el manejo de interés, por ello, su alcance y limitaciones deben establecerse a priori o, en su defecto, a partir de los resultados obtenidos del relevamiento. Para ello, hay dos parámetros que sirven de referencia en estas decisiones: el sesgo (*) y la precisión (*) de los estimadores (Conroy & Nichols 1996). Los estimadores sesgados no permiten

caracterizar la abundancia poblacional absoluta, pero, si son lo suficientemente precisos, pueden ser utilizados como índices para evaluar cambios de abundancia en el tiempo o delimitar áreas de distribución de acuerdo a las abundancias relativas. Basar decisiones en estimaciones imprecisas es riesgoso por el amplio rango de variación que pueden tomar sus valores, lo que puede llevar a detectar cambios temporales sólo cuando son muy considerables y cuando podría ser demasiado tarde para corregir las acciones, aun cuando evidenciara la necesidad de hacerlo. Los resultados muy sesgados e imprecisos pueden llevar a decisiones de manejo incorrectas y con consecuencias desastrosas, representando una pérdida de tiempo y esfuerzo, que deriva en el desmanejo del recurso administrado y afecta la credibilidad profesional, académica e institucional del manejo.

Los métodos de estimación de abundancia para ungulados silvestres como el guanaco son diversos y se encuentran desarrollados en una abundante bibliografía (Williams et al. 2002; Seber 1982; Buckland et al. 1993, 2001, 2012, 2015; Kéry & Royle 2016), (Amstrup et al. 2010, por ejemplo). La decisión de qué método usar depende de sus supuestos y de la especie de interés. En adelante, este escrito analiza algunas técnicas de estimación para guanacos y analiza la implementación de cada una de ellas. El conteo total no es abordado debido a que las grandes extensiones de la Patagonia lo harían impracticable.

Lo primero a definir para cualquier evaluación poblacional es el objetivo de la evaluación. Establecer diferencias regionales en la cantidad de guanacos en el paisaje patagónico es diferente a determinar el número de guanacos para evaluar su manejo a nivel de predio. El objetivo definirá el nivel de precisión o de error máximo aceptable de las estimaciones de abundancia. El fundamento es la potencia estadística (*), concepto prácticamente ignorado en la gestión que involucra la abundancia de poblaciones silvestres.

A modo de ejemplo, se plantea la necesidad de determinar si el número de guanacos de una zona se redujo luego de diez años de cosecha, en base a dos estimaciones de abundancia, al inicio y al final de ese período. La pregunta en términos estadísticos es ¿cuál es la probabilidad de que esos valores sean diferentes por azar? Suponiendo que las estimaciones presentaran un coeficiente de variación del 15 % cada una (un valor aceptable para una estimación de abundancia), la detección de un cambio debe tener en cuenta esa variabilidad. La pregunta, reformulada en términos de la gestión, pero con fundamento estadístico, debería ser: ¿En cuánto deberían diferir

dos estimaciones de abundancia, separadas por diez años, cuyo coeficiente de variación es del 15 %, para afirmar que existe un cambio poblacional, con una potencia estadística dada? No rechazar la hipótesis nula (la abundancia no cambió) se considera como sinónimo de que “no ha habido cambio”. Sin embargo, no detectar un cambio cuando éste realmente ocurrió (error de tipo II en estadística) y continuar con la cosecha de una población que en realidad se redujo, puede conducir a una reducción sustancial en la distribución y/o abundancia de la especie en cuestión (ver Akçakaya et al. 1999). Entonces, para evaluar cambios es necesario explicitar el rango de valores que pueden tomar los estimadores como, por ejemplo, a través del Intervalo de Confianza (*, IC en adelante).

Otro aspecto importante de las estimaciones de abundancia es la distinción entre la población objetivo (*) y la población muestreada (*). Para hacer inferencias estadísticamente válidas acerca de la población objetivo, las áreas objetivo y muestreada deben coincidir. Si el tamaño del área de la población muestreada es menor que el de la población objetivo, parte de esta última jamás será alcanzada por el muestreo y las inferencias deberían limitarse sólo al área efectivamente muestreada (Williams et al. 2002).

Finalmente, la probabilidad de detección (*) es otro concepto a tener en cuenta, especialmente cuando las características de la especie bajo estudio dificultan su detección, como puede ocurrir con el tamaño (real o relativo) del guanaco y con el contraste de coloración entre los individuos y la vegetación en relevamientos realizados en ambientes como las estepas patagónicas. Afortunadamente, los desarrollos estadísticos de las últimas décadas permiten incorporar este parámetro en diversas metodologías de evaluación poblacional, incluyendo la estimación mediante los métodos de distancias, de captura - recaptura, y de ocupación (Borchers et al. 2002; Amstrup et al. 2010; MacKenzie et al. 2017, entre otros).

El método de distancias mediante transectos lineales (*) es uno de los métodos más usados para estimar el tamaño de poblaciones animales silvestres (Buckland et al. 1993, 2001; Borchers et al. 2002), entre ellos para evaluar la abundancia del guanaco en Patagonia. Históricamente, la estrategia de muestreo “basada en diseño” (*) ha sido la más usada para este método. Bajo este enfoque, para que la extrapolación sea estadísticamente válida y los estimadores sean insesgados, la probabilidad de cobertura (*) debe ser homogénea entre los puntos del área muestreada. Si es heterogénea, el relevamiento conduce a estima-

ciones sesgadas, que se pueden corregir con estimadores modificados como los de Horvitz-Thompson (Borchers et al. 2002), pero a expensas de una reducción en la precisión. La probabilidad de cobertura debería ser evaluada durante la etapa de diseño del relevamiento, habiendo para ello programas de libre acceso como DISTANCE 7.5 (Thomas et al. 2010) o paquetes de simulación en entorno R (actualmente dsims, Marshall 2023).

Los Modelos de Superficie de Densidad (MSD en adelante) aparecen en la última década como alternativa superadora al enfoque basado en diseño (Hedley & Buckland 2004; Miller et al. 2013). Esta metodología ajusta, en forma espacialmente explícita, los datos de conteos a variables predictivas (covariables). También se modela la función de detección como en muestreos tradicionales de distancias. Los modelos espaciales se construyen utilizando modelos aditivos generalizados, que luego se extrapolan a un espacio de predicción definido por las covariables incluidas en los modelos. Supera a los enfoques basados en diseño, dado que mejora la capacidad explicativa y predictiva al analizar la relación espacial entre la abundancia de los animales y las covariables. Además, permite relajar, en cierto modo, los supuestos de las estimaciones basadas en diseño, ya que no es imprescindible que la probabilidad de cobertura sea homogénea. Sin embargo, las transectas relevadas deben cubrir todo el rango de las covariables evaluadas para que la predicción no entregue extrapolaciones “salvajes” cuando se predice desde valores de covariables que no presentan conteos asociados. Los MSD producen mapas espacialmente explícitos de la abundancia y de su variabilidad, identificando así zonas diferenciales de densidad y de incertidumbre en la estimación. Las estimaciones basadas en diseño pueden alcanzar esta capacidad explicativa a partir de la estratificación y de la inclusión de covariables para estimar la función de detección, aunque a una resolución espacial mucho menor que la de los MSD.

“CONTAR GUANACOS” EN TODA LA PATAGONIA

Históricamente, las evaluaciones de abundancia de guanacos en Patagonia se realizaron mediante transectas lineales a ojo desnudo (usando distancias y conteos en banda *), tanto desde tierra (recorriendo caminos con vehículos) como desde el aire (con aviones de ala alta) y, generalmente, con un enfoque basado en diseño. Buckland et al. (2015) señalan tres “desafíos” particulares al estimar la abundancia de ungulados mediante transectas lineales: la ubicación

de las transectas en forma no aleatoria (por ejemplo, en caminos), la existencia de respuesta de los animales antes de la detección y la estimación del tamaño de grupo.

Aunque se han utilizado extensivamente en relevamientos de guanacos (Panebianco et al. 2023), el uso de caminos para relevar poblaciones animales no es recomendado (Buckland et al. 2015). Esto se debe a que viola dos supuestos básicos de la metodología de transectos lineales: la homogeneidad en la probabilidad de cobertura y la distribución de los animales independiente de la ubicación de las transectas. El primer supuesto es imposible de cumplir ya que no se puede aleatorizar la disposición espacial de las transectas. Además, los caminos suelen seguir rasgos del terreno que facilitan su construcción y tránsito (ej.: fondos o laderas de valles) y/o atraviesan áreas cuyas características pueden influir en la distribución de los animales, atrayéndolos o repeliéndolos. El sesgo de esas estimaciones se puede reducir con evaluaciones adicionales complementarias (ej. Marques et al. 2013). Aun relajando los supuestos del diseño mediante el uso de MSD, los caminos deberían abarcar todo el rango de covariables evaluadas. Finalmente, la estimación del tamaño de grupo en guanacos puede ser difícil, si el grupo se encuentra muy disperso, si la vegetación afecta la visión y si los animales se mueven, lo que dificulta el registro instantáneo.

Los relevamientos aéreos son los más adecuados cuando no se pueden disponer transectas terrestres al azar o cuando las áreas a relevar son muy extensas (Buckland et al. 2015). Además, se reduce la respuesta de los animales a la plataforma de observación. La detectabilidad y el registro de datos pueden dificultarse por la velocidad y la altura del vuelo cuando la observación se realiza a ojo desnudo y, especialmente, en transectas en banda, pero esto puede superarse en la actualidad con el uso de imágenes (fotografías o videos) de alta calidad que permiten registrar todos los individuos y grupos sociales presentes y realizar el conteo en gabinete.

Las aeronaves usadas en los relevamientos aéreos de guanacos han sido pequeñas, por los costos de operación y por la necesidad de desplazarse a baja velocidad y altura para registrar los individuos. La menor autonomía de esas aeronaves y la baja disponibilidad de aeroestaciones para reabastecer combustible y para refugiar los aviones, representan limitaciones logísticas. A pesar de esas restricciones, para realizar un relevamiento de toda la Patagonia, las ventajas de los relevamientos aéreos superan a las desventajas con respecto a los terrestres. Si

bien el uso de vehículos aéreos no tripulados emerge como promisorio (Buckland et al. 2012; Schroeder et al. 2020; Schroeder & Panebianco 2021), en la actualidad diversas limitaciones dificultan su uso para un relevamiento de toda la Patagonia.

LOS RELEVAMIENTOS REGIONALES

Existen dos relevamientos para toda la Patagonia continental, realizados mediante transectas aéreas en banda basadas en diseño y observación a ojo desnudo. El primero, del año 2000, estimó 401 612 guanacos, sin informar IC pero informando desvíos estándar de las densidades (Amaya et al. 2001). El segundo, realizado en 2014 o 2015, estimó 2 087 039 individuos, con un IC del 95 % de 2 064 224 a 2 109 853 individuos (Bay Gavuzzo et al. 2015). Esta última estimación, de aproximadamente dos millones de guanacos, se repite en la actualidad como número redondo, sin error asociado y fácil de recordar, y es funcional a la idea de la superpoblación de guanacos y a la propuesta de intervenciones a escala predial o pequeña, cuando los relevamientos regionales sólo permiten determinar la abundancia a gran escala, identificar zonas con mayor o menor densidad relativa y evaluar cambios regionales a lo largo del tiempo (mediando la adecuada potencia). A continuación, analizamos el diseño y resultados de cada uno de esos dos relevamientos. La comparación detallada de esos relevamientos puede consultarse en el Material Suplementario 1 (Tabla S1).

Relevamiento del año 2000

El diseño del relevamiento reportado por Amaya et al. (2001) estuvo condicionado por la logística y no por una evaluación de su probabilidad de cobertura (Fig. S1). Analizamos la probabilidad de cobertura de ese diseño a través de una aproximación de transectas en zigzag mediante el programa DISTANCE 7.5 (el programa no permite evaluar diseños fijados por el usuario como el realizado). Observamos una alta heterogeneidad en la probabilidad de cobertura (Fig. S2), con diferencias de un orden de magnitud, incluyendo áreas con probabilidad de cobertura igual a cero. El análisis completo puede consultarse en el Material Suplementario 2.

A partir de los estimados de dispersión estándar de la densidad (Tabla 2 de Amaya et al. 2001), calculamos los coeficientes de variación de la densidad y una aproximación a los IC del 95 % de las abundancias (Tabla S2), asumiendo una distribución normal. Los límites inferiores negativos, resultantes de los

desvíos estándar elevados, fueron reemplazados por 0, aunque en la Tabla S2 puede consultarse el número de guanacos registrados. Lo correcto hubiese sido usar la formulación de (Buckland et al. 2001), que entrega IC asimétricos, especialmente apropiados para casos con elevada dispersión, pero para ello es necesario contar con información sobre la longitud de las transectas y el número de guanacos registrados en cada una. Los IC que recalculamos presentan varios órdenes de magnitud entre los límites inferior y superior (Tabla 1). El Material Suplementario 2 incluye un archivo de hoja de cálculo que permite reconstruir el análisis realizado.

En muestreos de parcelas como el realizado por Amaya et al. (2001), que asumen detectabilidad completa, la precisión del estimador está dada sólo por la variabilidad de la tasa de encuentro (número de registros por transecta) y del tamaño de grupo. Si bien es recomendable estimar la varianza de la tasa de encuentro a partir de 10-20 transectas (o de más si la distribución de la población es irregular, Buckland et al. 1993, 2001), en ese estudio 14 de los 20 estratos definidos fueron relevados por entre 1 a 4 transectas, arrojando, en consecuencia, un elevado coeficiente de variación. Una alternativa habría sido dividir las transectas en segmentos de menor largo (algunas llegan a 171 km de longitud). El segundo componente de la precisión del estimador, la variabilidad del tamaño de grupo, es incorporado cuando se relevan especies de comportamiento gregario como el guanaco, en donde cada observación está representada por un grupo. Esto es así para asegurar el cumplimiento del supuesto de independencia entre las observaciones (Strindberg et al. 2017). Sin embargo, en ese relevamiento, cada individuo fue tratado como una observación, violando este supuesto y, en consecuencia, subestimando la varianza de las estimaciones. Por otro lado, conocer el tamaño y distribución espacial de los grupos sociales es relevante para las decisiones de manejo que involucran especies gregarias. En conclusión, el estudio de Amaya et al. (2001) generó una estimación media de 401 612 individuos para toda la Patagonia, pero en función de la suma de los límites inferior y superior de los IC para cada provincia, concluimos que el IC para la abundancia del guanaco en la Patagonia sería de entre 98 950 y 753 201 individuos.

Relevamiento del año 2014 ó 2015

El relevamiento de Bay Gavuzzo et al. (2015) también utilizó transectas en banda basadas en diseño y relevadas a ojo desnudo. Evaluamos la probabilidad de cobertura del diseño de relevamiento para uno de

Tabla 1

Intervalos de Confianza del 95 % de la abundancia de guanacos para cada provincia, recalculados a partir de los datos de las Tablas 2 y 3 de Amaya et al. (2001).

Provincia	Superficie (km ²)	Largo total de transectas (km)	Número de transectas	Densidad (guanacos/km ²)	Desvío Estándar de Densidad	Abundancia estimada	IC 95 %
Santa Cruz	224 476	2 641	7	1.03	0.92	223 847	[78 222; 384 198]
Chubut	208 441	1 688	5	0.39	0.38	101 434	[11 865; 150 719]
Río Negro	170 581	2 700	6	0.26	0.26	43 342	[8 863; 79 839]
Neuquén	89 991	980	3	0.52	0.9	32 990	[0; 138 445]

Tabla 2

Intervalos de Confianza del 95 % de la abundancia de guanacos para cada provincia, correspondientes al trabajo de Bay Gavuzzo et al. (2015) y al recálculo realizado en este trabajo.

Provincia	Abundancia estimada	IC 95 % Bay Gavuzzo et al. (2015)	IC 95 % este trabajo
Santa Cruz	1 359 145	[1 346 057; 1 372 232]	[0; 2 928 637]
Chubut	552 533	[544 900; 560 166]	[0; 2 752 935]
Río Negro	163 731	[161 986; 165 476]	[10 306; 352 623]
Neuquén	11 630	[11 281; 11 979]	[7 039; 16 355]
Total	2 087 039	[2 064 224; 2 109 853]	[17 345; 6 050 550]

los 30 bloques relevados (Fig. S3), incluyendo el área ciega debajo del avión. La probabilidad de cobertura resultó heterogénea, aunque no registramos valores de cobertura igual a cero (Fig. S4), lo que es esperable para un diseño con sólo 4-6 transectas en banda de 80 km de largo con un ancho de banda de cerca de 600m, separadas entre sí por 10 km. Si bien este diseño representa una mejora sustantiva en relación con lo realizado por Amaya et al. (2001), la probabilidad de cobertura de un punto del espacio incluye un componente condicional: la probabilidad de que ese punto sea alcanzado por las transectas, dado que ese bloque sea relevado. Como veremos más adelante, esto se refleja en la precisión de los estimadores. El análisis completo del diseño se puede consultar en el Material Suplementario 2.

La amplitud de los IC de la abundancia reportados en la Tabla 9 de Bay Gavuzzo et al. (2015) resulta inconsistente con los elevados valores de desvío estándar de la densidad reportados en la Tabla 7 de ese informe. El procedimiento para obtener los IC a partir de los desvíos estándar no fue indicado y tampoco se informó el nivel de significancia de los IC (para analizarlos se supuso que es del 95 %). Recalculamos los IC a partir de los datos de las Tablas 7 y 8 del informe, en forma análoga a lo realizado para el relevamiento del 2000. Los límites inferiores negativos recalculados fueron también reemplazados por 0 (el informe del 2015 no presenta los datos

del número de guanacos registrados en cada caso). Los IC de abundancia del 95 % para cada provincia (Tabla 2) se recalcularon a partir de la suma de los límites inferior y superior de las estimaciones para las biozonas en cada provincia (Tabla S3). Los IC95 % informados por Bay Gavuzzo et al. (2015) y los recalculados en este trabajo (Tabla 2) presentan diferencias de entre uno y seis órdenes de magnitud. Las amplias dispersiones reportadas son consistentes con la elevada variabilidad en la tasa de encuentro: no se registraron guanacos en el 71 % de los 2 252 segmentos relevados. Otra alternativa (no excluyente) sería la existencia de una gran variabilidad en el tamaño de grupo dentro de cada biozona o provincia. El análisis completo puede consultarse en el Material Suplementario 2.

Dos ejemplos de las estimaciones realizadas en los “pastizales subandinos” (Tabla 8 de Bay Gavuzzo et al. 2015) llaman la atención sobre las extrapolaciones excesivas. Para Santa Cruz, se estimaron 176 504 guanacos, habiendo relevado el 0.02 % de esa biozona en la provincia (4 km² de 21 781 km²). Para Neuquén, se estimaron 0 guanacos habiendo relevado el 0.04 % de esa biozona en la provincia (4km² sobre 9 355 km²), a pesar de que es un área con presencia comprobada de esta especie y donde localmente es incluso relativamente abundante. Estos ejemplos, señalan las consecuencias de extrapolar desde estimaciones realizadas en superficies pequeñas, con un número

muy bajo de muestra y, en consecuencia, con una probabilidad de cobertura heterogénea y baja, con un elevado riesgo de entregar estimaciones sesgadas.

Por último, Bay Gavuzzo et al. (2015) incluyen un modelado del uso de hábitat que no se utiliza para evaluar la abundancia, por ejemplo, mediante MSD, sin perder de vista que con los pocos bloques relevados en cada provincia no se cubriría todo el rango de covariables, lo que generaría extrapolaciones espurias. Como la nomenclatura usada para las biozonas por Bay Gavuzzo et al. (2015) difiere de la usada por Amaya et al. (2001), la comparación entre los dos relevamientos (Tabla 2) debe ser tomada con cautela. En conclusión, el estudio de Bay Gavuzzo et al. (2015) generó una estimación media de 2 087 039 individuos para toda la Patagonia, pero debido a los sesgos e imprecisiones detallados antes, en función de los IC podemos concluir que la población podría tranquilamente haber tenido entre 17 345 y 6 050 550 individuos.

¿El guanaco, aumentó su abundancia en Patagonia entre los dos relevamientos regionales?

Para responder esa pregunta es necesario considerar la variabilidad de las dos estimaciones y volver al concepto de potencia. La variación entre estimaciones a lo largo del tiempo incluye dos componentes (Buckland et al. 2004): la variación poblacional real en la abundancia (variación del proceso) y la variación muestral (asociada a la estimación). Siguiendo los lineamientos presentados en Buckland et al. (2004), basados en Gerrodette (1987), interesa analizar cómo un coeficiente de variación se traduce en la precisión de una estimación de tendencia o, de modo equivalente, en la potencia para detectar un nivel dado de cambio bajo determinados niveles de coeficiente de variación.

Comparando las dos estimaciones por provincia (año 2000 y 2014/2015), y considerando una tendencia lineal logarítmica, observamos tasas de crecimiento finitas anuales de entre 0.93 y 1.13 (Tabla 3). Bajo esta tendencia, los componentes de un análisis de potencia incluyen (Buckland et al. 2004): la tasa finita de cambio anual, el coeficiente de variación, el número de períodos de tiempo, el nivel de significancia y la potencia. Entonces, la pregunta que deberíamos formular es, ¿cuántos años serían necesarios para detectar una tendencia lineal dada, con una potencia de 0.8, bajo los niveles de coeficiente de variación de la estimación del año 2000? La Fig. S5 revela el tiempo necesario en años para que la potencia para detectar una tendencia poblacional log-linear sea

de 0.8, para un rango de tasas anuales de cambio poblacional (λ) y de coeficientes de variación (CV), utilizando una prueba t de dos colas y asumiendo $\alpha = 0.05$. Por ejemplo, con un CV del 100 % ($CV=1.0$ en el eje x), harían falta entre 18 y 20 años para afirmar, con una potencia del 80 %, que la tasa de crecimiento fue de 1.12 (un aumento del 12 % anual promedio). Teniendo en cuenta, además, los elevados coeficientes de variación reportados en 2015 (Tabla S3), los años necesarios para detectar un cambio con una potencia adecuada serían mayores. En síntesis, considerando los elevados niveles de incertidumbre reportados en estas dos evaluaciones regionales, la fuerza de la evidencia para afirmar que hubo un aumento poblacional del guanaco es muy débil.

¿ENTONCES, CÓMO HABRÍA QUE ESTIMAR EL NÚMERO DE GUANACOS EN TODA LA PATAGONIA?

Responder esta pregunta requiere hacer un poco de historia. Durante el año 2012, la autoridad de aplicación ambiental de la Nación planteó la necesidad de actualizar los números de guanacos en todo su rango de distribución en Argentina. Se inició entonces un trabajo conjunto entre el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y las -entonces- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, para llevar adelante el Primer Relevamiento Nacional de Camélidos Silvestres. Lo más desafiante resultaba la Patagonia, debido a su extensión geográfica. El CONICET llevó adelante, entre los años 2012 y 2015, diversas instancias de trabajo entre especialistas en camélidos y representantes de las autoridades de aplicación, a los fines de diseñar y ejecutar ese relevamiento, incluyendo la contratación de especialistas con experiencia en relevamientos de poblaciones animales silvestres, en particular guanacos, para liderar su diseño y ejecución. Además de entregar una evaluación regional y de generar información de base, otro objetivo era fortalecer a las autoridades de aplicación nacionales y provinciales tanto en el trabajo de campo como en el análisis de la información, para contribuir al seguimiento de las decisiones de manejo a implementar en cada provincia. Desde el sector científico, imperaba el espíritu de socializar técnicas y herramientas.

Considerando un enfoque basado en diseño, la escala del relevamiento conducía a implementar relevamientos aéreos, pero la gran extensión de la Patagonia requería muchas horas de vuelo (tra-

Tabla 3

Abundancia por provincia para los relevamientos del 2000 (Amaya et al. 2001) y del 2014/2015 (Bay Gavuzzo et al. 2015). Tasa de crecimiento anual asumiendo crecimiento lineal logarítmico.

	Año 2000	Año 2014/15	Tasa de crecimiento anual
Santa Cruz	223 800	1 359 145	1.14
Chubut	101 400	552 533	1.13
Río Negro	43 300	163 731	1.10
Neuquén	33 000	11 630	0.93
Total	401 500	2 087 039	1.12

ducidas en altos costos operativos) para asegurar una cobertura adecuada. Oportunamente se decidió utilizar MSD (que ya se habían implementado en Tierra del Fuego para relevamientos aéreos, Flores et al. 2018, 2020), mediante el registro fotográfico georreferenciado a lo largo de transectas en banda, reduciendo así el error de observación resultante del registro a ojo desnudo. La aeronave iba a ser equipada con cámaras fotográficas de alta resolución adosadas a las alas, automatizando el registro de datos para eliminar el riesgo de fatiga de los observadores. Para las variables predictivas a incluir en el modelado se había recopilado buena parte de las coberturas de vegetación, uso del suelo, caminos, etc., durante el proceso de planificación, en colaboración con diversas instituciones y autoridades.

Se había decidido comenzar por la provincia de Santa Cruz (Fig. S6), cubriendo unos 5 600 km en 22 vuelos de no más de tres horas de duración cada uno, teniendo en cuenta los aeródromos disponibles. El relevamiento se realizaría después de la temporada reproductiva (febrero-abril), para obtener un índice de producción de crías y registrar los grupos sociales en momentos de relativa estabilidad en su conformación, brindando información relevante para estudios socio-ecológicos y de distribución. Además, permitiría asociar las estimaciones de abundancia a la productividad vegetal en la última parte de su período de crecimiento. El momento del año presentaba buena estabilidad climática, cantidad de horas de luz y ausencia de nieve, lo que facilitaría su replicabilidad a futuro. Por último, ese período permitía contextualizar relevamientos a menor escala, útiles para los manejos extractivos que se evaluaban en ese momento.

El relevamiento planificado significaba un salto cualitativo, por el procedimiento a realizar y por la integración y el fortalecimiento de las autoridades de aplicación provinciales, estrechando lazos entre

la ciencia y la gestión. Si bien gran parte del trabajo preparatorio se había realizado para 2014, desacuerdos técnicos entre las instituciones, condujeron al Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca a desestimar el proyecto y a realizar, unilateralmente y sin aviso, el relevamiento reportado en Bay Gavuzzo et al. (2015). La consecuencia fue desfinanciar y suspender el proyecto original. Se perdió así la oportunidad de utilizar una metodología superadora que generara una estimación consensuada y plausible para futuros monitoreos y de acercar la gestión a la investigación. Las capacidades desarrolladas durante la planificación se desmantelaron, aunque esas capacidades son, afortunadamente, recuperables mediando la coordinación y el apoyo político.

CONCLUSIONES

Estimar la abundancia de un gran herbívoro como el guanaco, en un paisaje de gran escala como la Patagonia, presenta requerimientos y limitaciones, sobre todo si entre los objetivos se incluye el seguimiento de la especie a lo largo del tiempo. Las estimaciones regionales disponibles presentan niveles de incertidumbre incompatibles con la toma de decisiones de manejo o con la evaluación de cambios en la abundancia a lo largo del tiempo. Sin embargo, esas estimaciones se siguen utilizando como números mágicos, sin tener en cuenta los altos niveles de variabilidad involucrados.

En nuestro país existen capacidades técnicas para diseñar y ejecutar evaluaciones a gran escala. Mediante una gobernanza adecuada, que permita resolver eventuales desacuerdos técnicos, el trabajo interinstitucional como el que se llevó adelante oportunamente debería retomarse a fin de obtener estimaciones robustas y comparables, que fijen una línea de base consensuada entre todos los actores involucrados para futuros monitoreos de la abundancia de guanacos en Patagonia. La conservación

de la naturaleza incluye disputas de poder entre actores con intereses, muchas veces antagónicos, en la definición e implementación de políticas. Estas disputas presentan asimetrías que resultan en imposiciones de agenda, como se ha demostrado en el caso del manejo del guanaco en Patagonia a lo largo de los últimos veinte años (Lichtenstein et al. 2022). Reconocer las diferentes agendas y la multiplicidad de intereses y valores involucrados en la toma de decisiones debería, más que dificultar, enriquecer las políticas adoptadas por los diversos sectores.

LITERATURA CITADA

- AKÇAKAYA, H. R., M. A. BURGMAN, & L. R. GINZBURG. 1999. Applied population ecology: principles and computer exercises using RAMAS EcoLab 2.0. Applied Biomathematics. Setauket, Nueva York. <http://dx.doi.org/10.1086/393705>
- AMAYA, J. N., J. VON THÜNGEN, & D. A. DE LAMO. 2001. Relevamiento y distribución de guanacos en la Patagonia. Comunicación Técnica N° 107. Área RR NN Fauna. INTA EEA Bariloche. INTA-GTZ-TöB.12 pp. Disponible en <https://www.produccion-animal.com.ar/produccion-de-camelidos/guanacos/137-relevamiento.pdf>. Consultado el 17 de abril de 2024.
- AMSTRUP, S. C., T. L. McDONALD, & B. F. MANLY (EDS.). 2010. *Handbook of capture-recapture analysis*. Princeton University Press. Princeton. Estados Unidos de América. <http://dx.doi.org/10.1515/9781400837717>
- BALDI, R. ET AL. 2010. Guanaco management in Patagonian rangelands: a conservation opportunity on the brink of collapse. Wild rangelands: conserving wildlife while maintaining livestock in semi-arid ecosystems (J. T. du Toit, R. Kock, J. C. Deutsch, eds.). Wiley, Hoboken.
- BAY GAVUZZO, A. B., P. GÁSPERO, J. BERNARDOS, J. PEDRANA, D. DE LAMO & J. VON THUNGEN. 2015. Distribución y densidad de guanacos (*Lama guanicoe*) en la Patagonia. Informe Relevamiento 2014-2015. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MINAGRI). Disponible en <https://www.produccion-animal.com.ar/produccion-de-camelidos/guanacos/30-informe.c.pdf>. Consultado el 24 de junio de 2024.
- BORCHERS, D. L., S. T. BUCKLAND & W. ZUCCHINI. 2002. Estimating Animal Abundance: Closed Populations. Springer-Verlag. Londres. Reino Unido.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, & J. L. LAAKE. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations, Chapman and Hall, Londres. Reino Unido. <http://dx.doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS, & L. THOMAS. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Nueva York. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido. <http://dx.doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS & L. THOMAS. 2004. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido. <http://dx.doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>
- BUCKLAND, S. T., M. L. BURT, E. A. REXSTAD, M. MELLOR, A. E. WILLIAMS & R. WOODWARD. 2012. Aerial surveys of seabirds: the advent of digital methods. *Journal of Applied Ecology* 49(4): 960-967. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02150.x>
- BUCKLAND, S. T., E. A. REXSTAD, T. A. MARQUES, & C. S. OEDEKOVEN. 2015. Distance sampling: methods and applications. Springer. Nueva York. Estados Unidos de América. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-19219-2>
- CARMANCHAH, P. ET AL. 2022. Taxonomy, distribution, and conservation status of Wild Guanaco populations. Guanacos and People in Patagonia: A Social-Ecological Approach to a Relationship of Conflicts and Opportunities (P. Carmanchahi & G. Lichtenstein). Springer. Cham, Suiza. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-031-06656-6_1
- CONROY, M. J., & J. D. NICHOLS. 1996. Designing a study to assess mammalian diversity. En: Wilson, D. E., F. Russell Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, & M. S. Foster (eds.) Measuring and monitoring biological diversity, Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washington. <http://dx.doi.org/10.22201/ie.20074484e.2002.6.1.112>
- FLORES, C. E., G. DEFERRARI, L. COLLADO, J. ESCOBAR & A. SCHIAVINI. 2018. Spatial abundance models and seasonal distribution for guanaco (*Lama guanicoe*) in central Tierra del Fuego, Argentina. PLoS One 13:1–14. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0197814>
- FLORES, C. E., L. M. BELLIS & A. SCHIAVINI. 2020. Modelling the abundance and productivity distribution to understand the habitat–species relationship: the guanaco (*Lama guanicoe*) case study. *Wildlife Research* 47:448. <http://dx.doi.org/10.1071/wr19114>
- FRANKLIN, W. 1983. Contrasting socioecologies of South America's wild camelids: the vicuña and the guanaco. *Advances in the Study of Mammalian Behavior* 7:573–629.
- FRANKLIN, W. L., F. BAS, C. F. BONACIC, C. CUNAZZA, & N. SOTO. 1997. Striving to manage Patagonia guanacos for sustained use in the grazing agroecosystems of Southern Chile. *Wildlife Society Bulletin* 25: 65–73.
- FRYXELL, J. M., A. R. SINCLAIR & G. CAUGHLEY. 2014. *Wildlife ecology, conservation, and management*. Wiley, Hoboken.
- FUNES, M. C. ET AL. 2006. El manejo de los zorros en Argentina. Compatibilizando las interacciones entre la ganadería, la caza comercial y la conservación. Manejo de Fauna Silvestre en Argentina (M. L. Bolkovic & D. E. Ramadori). Dirección de Fauna y Flora Silvestre, Buenos Aires, Argentina. <http://dx.doi.org/10.19137/cienvet202022207>
- GUERISOLI, M. D. L. M., E. LUENGOS VIDAL, N. CARUSO, A. J. GIORDANO, & M. LUCHERINI. 2021. Puma–livestock conflicts in the Americas: A review of the evidence. *Mammal Review*, 51: 228–246. <http://dx.doi.org/10.1111/mam.12224>
- GERRODETTE, T. I. M. 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68: 1364–1372.
- HEDLEY, S. L. & S. T. BUCKLAND. 2004. Spatial models for line transect sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9: 181–199. <http://dx.doi.org/10.1198/1085711043578>
- KÉRY, M., & J. A. ROYLE. 2016. *Applied hierarchical modeling in ecology: Volume 1: Prelude and static models*. Academic Press, Londres.
- LICHTENSTEIN, G., P. CARMANCHAH, M. C. FUNES, R. BAIGÚN, & A. SCHIAVINI. 2022. International policies and national legislation concerning guanaco conservation, management and trade in Argentina and the drivers that shaped them. Guanacos and People in Patagonia: A Social-Ecological Approach to a Relationship of Conflicts and Opportunities (P. Carmanchahi & G. Lichtenstein). Springer. Cham, Suiza. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-031-06656-6_6
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. BAILEY, & J. E. HINES. 2017. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press. Londres. Reino Unido. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-407197-1.00019-3>
- MARINO, A., V. RODRÍGUEZ & N. M. SCHROEDER. 2020. Wild guanacos as scapegoat for continued overgrazing by livestock across southern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 57(12): 2393–2398. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13536>
- MARQUES, T. A., S. T. BUCKLAND, R. BISPO & B. HOWLAND. 2013. Accounting for animal density gradients using independent information in distance sampling surveys. *Statistical Methods & Applications* 22: 67–80. <http://dx.doi.org/10.1007/s10260-012-0223-2>
- MARSHALL, L. 2023. Distance Sampling Simulations. R package version 1.0.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=dsims>>

- MILLER, D. L., M. L. BURT, E. A. REXSTAD & L. THOMAS. 2013. Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 1001–1010. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210x.12105>
- NOVARO, A. J. ET AL. 2017. Manejo del conflicto entre carnívoros y ganadería en Patagonia utilizando perros mestizos protectores de ganado. *Mastozoología Neotropical* 24: 47–58.
- NUGENT, P. ET AL. 2006. Conservación del guanaco en la Argentina. Manejo de Fauna Silvestre en la Argentina. Manejo de Fauna Silvestre en Argentina (M. L. Bolkovic & D. E. Ramadori). Dirección de Fauna y Flora Silvestre, Buenos Aires, Argentina. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ram.2015.04.005>
- OLIVA, G., P. PAREDES, D. FERRANTE, C. CEPEDA & J. RABINOVICH. 2019. Remotely-sensed primary productivity shows that domestic and native herbivores combined are overgrazing Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 56(7): 1575–1584. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13408>
- PANEBIANCO, A. ET AL. 2020. Reproductive flexibility in South American camelids: first records of alternative mating tactics in wild guanacos (*Lama guanicoe*). *Mastozoología Neotropical* 27: 200–205. <http://dx.doi.org/10.31687/saremnm.20.27.1.0.23>
- PANEBIANCO, A. ET AL. 2022. Where are the males? The influence of bottom-up and top-down factors and sociability on the spatial distribution of a territorial ungulate. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 76: 10. <http://dx.doi.org/10.1007/s00265-021-03104-2>
- PANEBIANCO, A. ET AL. 2023. Modeling the Abundance and Spatial Distribution of the Guanaco (*Lama guanicoe*) in Patagonia: A Review and Future Perspectives. *Neotropical Mammals: Hierarchical Analysis of Occupancy and Abundance* (S. Mandujano, E. J. Naranjo, & G. P. A. Ponce, eds.). Springer. Cham, Suiza. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-031-39566-6_5
- PEREIRA, J. A. ET AL. 2020. A small protected area facilitates persistence of a large carnivore in a ranching landscape. *Journal for Nature Conservation*, 56: 125846. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125846>
- RAEDEKE, K. 1979. Population dynamics and socioecology of the guanaco (*Lama guanicoe*) of Magallanes, Chile. Dissertation, University of Washington.
- SCHROEDER, N. M., & A. PANEBIANCO. 2021. Sociability strongly affects the behavioural responses of wild guanacos to drones. *Scientific Reports* 11:2090. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-00234-5>
- SCHROEDER, N. M., A. PANEBIANCO, R. G. MUSSO & P. CARMANHAHL. 2020. An experimental approach to evaluate the potential of drones in terrestrial mammal research: a gregarious ungulate as a study model. *Royal Society Open Science* 7(1):191482. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.191482>
- SEBER, G. A. F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin. Londres. Reino Unido.
- SINCLAIR, A. R., J. M. FRYXELL & G. CAUGHLEY 2006. Wildlife ecology, conservation, and management. Blackwell Publishing. Malden. Estados Unidos de América.
- STRINDBERG, S., N. S. KUMAR, L. THOMAS, & V. R. GOSWAMI 2017. Concepts: estimating abundance of prey species using line transect sampling. *Methods for monitoring tiger and prey populations* (K. U. Karanth, J. D. Nichols eds.). Springer Nature. Singapur. http://dx.doi.org/10.1007/978-981-10-5436-5_6
- THOMAS, L. ET AL. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5–14. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x>
- UICN. 2020. Declaración de posición sobre la gestión de los conflictos humano-vida silvestre. IUCN Species Survival Commission (SSC) Human–Wildlife Conflict Task Force, Gland, Suiza. https://iucn.org/sites/default/files/2022-11/2021-position-statement-management-hwc-sp_0.pdf Consultado el 19 de junio de 2024. <http://dx.doi.org/10.2305/cfrx2122>
- WILLIAMS, B. K., J. D. NICHOLS & M. J. CONROY. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press. Londres. Reino Unido.
- WILSON, T., J. COLE, S. CRONIN, C. STEWART, & D. JOHNSTON. 2011. Impacts on agriculture following the 1991 eruption of Vulcan Hudson, Patagonia: lessons for recovery. *Natural Hazards* 57: 185–212. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-010-9604-8>

MATERIAL SUPLEMENTARIO EN LÍNEA

Material Suplementario 1 -
Material Suplementario 2 -